Pest Management Regulatory Agency
Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire

Science Policy Notice

SPN2004-01

Estimating the Water Component of a Dietary Exposure Assessment

This document provides an overview of the policy of Health Canada's Pest Management Regulatory Agency in estimating the concentration of pesticides in potential drinking water sources. These estimates are incorporated into aggregate exposure assessments as part of the process of assessing the potential impact of pesticide use on the health of Canadians. The types of models and the general approach being used by the Agency for estimating pesticide concentrations in potential drinking water sources are described. In addition, the importance of monitoring data and water treatment is discussed.

This document replaces Regulatory Proposal PRO2003-01 published for public comment in March 2003. Comments received were taken into consideration.

(publié aussi en français)

30 April 2004

This document is published by the Alternative Strategies and Regulatory Affairs Division, Pest Management Regulatory Agency. For further information, please contact:

Publications Coordinator
Pest Management Regulatory Agency
Health Canada
2720 Riverside Drive
A.L. 6605C
Ottawa, Ontario
K1A 0K9

Internet: pmra_publications@hc-sc.gc.ca
www.hc-sc.gc.ca/pmra-arla/
Information Service:
1-800-267-6315 or (613) 736-3799
Facsimile: (613) 736-3798

ISBN: 0-662-36944-0 (0-662-36945-9)
Catalogue number: H113-13/2004-1E (H113-13/2004-1E-PDF)

© Her Majesty the Queen in Right of Canada, represented by the Minister of Public Works and Government Services Canada 2004

All rights reserved. No part of this information (publication or product) may be reproduced or transmitted in any form or by any means, electronic, mechanical photocopying, recording or otherwise, or stored in a retrieval system, without prior written permission of the Minister of Public Works and Government Services Canada, Ottawa, Ontario K1A 0S5.

Executive Summary

Health Canada's Pest Management Regulatory Agency (PMRA) estimates the concentration of pesticides in potential drinking water sources and incorporates these estimates into aggregate exposure assessments as part of the process of determining the potential impact of pesticide use on the health of Canadians.

Canadians use both surface water and groundwater for drinking; consequently, for its drinking water assessments, the Agency estimates pesticide concentrations in both these sources of drinking water. The PMRA uses a tiered approach for exposure modelling that consists of progressive levels of refinement. This framework is consistent with that used in the United States. The Level 1 assessment (initial level of assessment) is designed to efficiently screen out pesticides that do not pose any drinking water concerns. If the Level 1 assessment results in an acceptable exposure estimate, then the pesticide passes the screen and no further assessment is necessary. However, if the Level 1 assessment results in a drinking water concentration that represents an unacceptable exposure, then a more refined Level 2 assessment is undertaken based on the use pattern and/or refined input parameters. The same tiered approach is used for both new pesticides and those undergoing re-evaluation.

The Agency uses exposure models to estimate concentrations of pesticides in both surface water and groundwater. For surface water, the PMRA uses the linked PRZM (Pesticide Root Zone Model) and EXAMS (Exposure Analysis Modelling System) models. Pesticide concentrations in surface water are modelled in two types of vulnerable drinking water sources. The first is an index reservoir that is also used by the United States Environmental Protection Agency (USEPA) in its exposure assessments. The second potential source is a prairie dugout that is included in addition to the reservoir when pesticides are to be used in the prairie provinces. Pesticide concentrations in groundwater are estimated using the LEACHM model (Leaching Estimation and Chemistry Model). LEACHM simulates pesticide movement through a soil profile and into shallow groundwater.

For both surface water and groundwater modelling, the PMRA has developed a series of agricultural scenarios that are typical of many of the major crop growing areas in Canada. Inputs for these scenarios include realistic data on the weather, soil, crops and hydrology.

In addition to modelling, the Agency considers available pesticide monitoring data for potential drinking water sources. In Canada, however, there is a paucity of valid pesticide monitoring information that can be used in the risk assessment. The Agency is pursuing opportunities to develop high-quality national scale monitoring data with the provinces, territories and municipalities, as well as other federal departments.

Table of Contents

1.0 Introduction 1

2.0 Current approaches in other jurisdictions 1

3.0 PMRA approach for estimating drinking water concentrations 2
- 3.1 Agricultural scenarios 5
- 3.2 Surface water 5
  - 3.2.1 Choice of surface water model 5
  - 3.2.2 Choice of receiving water body 6
- 3.3 Groundwater 8
  - 3.3.1 Choice of groundwater model 8
  - 3.3.2 Approach for calculating EECs in groundwater 9
- 3.4 The use of monitoring data 10
- 3.5 Factoring in water treatment 12

4.0 How EECs are incorporated into a risk assessment 13

5.0 Future directions 13

List of abbreviations 15

References 17

1.0 Introduction

Under the *Pest Control Products Act*, the PMRA has the responsibility to protect the health of Canadians from unacceptable risks associated with pesticide use. In order to assess potential risks of pesticide use to the health of Canadians, the Agency must be able to estimate their potential exposure to pesticides and any pesticide transformation products that might be of toxicological concern. The exposure assessment must be comprehensive and include potential pesticide exposure from all sources and by all routes (aggregate exposure[1]). Estimating potential exposure to pesticide residues in sources of drinking water is an important part of the dietary exposure assessment.

Pesticides are used throughout Canada and there are many potential pathways by which they may find their way into drinking water sources. In Canada, both surface waters and groundwater are used as sources of drinking water, and pesticide use patterns are such that contamination of these sources may occur via drift, runoff or leaching through the soil.

In the past, the PMRA estimated pesticide concentrations in surface waters only. These estimates were often not very realistic because the models used were simplistic and the model inputs were very conservative. The PMRA is now in the process of developing a more comprehensive approach to estimating the concentration of these compounds in surface and groundwater sources of drinking water. An overview of this new systematic approach is described in this document.

2.0 Current approaches in other jurisdictions

Both the United States (U.S.) and the European Union (EU) estimate expected environmental concentrations (EECs) of pesticides in surface water and groundwater as part of their risk assessment processes (FOCUS, 1995; FOCUS, 1997; FOCUS, 2000; USEPA, 1999). In the U.S., the EECs are estimated and aggregated with estimates of food exposure and residential exposure to produce an aggregate exposure and risk assessment. In the EU, the EECs are not incorporated into an aggregate assessment. Instead, they are compared with the legislated maximum allowable concentrations in drinking water sources that "can be consumed safely on a life-long basis" (Council Directive 98/83/EC, 1998).

Both these jurisdictions use a tiered approach to estimate pesticide concentrations in drinking water sources. Initial tiers consist of using screening level models with conservative inputs to rapidly screen out pesticides that will probably not pose a concern with respect to drinking water. In its initial screening level assessment, the USEPA uses models that simulate generic conservative scenarios to estimate EECs in groundwater and

---

[1] Aggregate exposure refers to exposure to a single chemical by multiple pathways (through food, drinking water and residential use) and routes of exposure (oral, dermal and inhalation).

surface water. If the estimated concentration exceeds the drinking water level of comparison (DWLOC[2]), the pesticide fails the screen and moves to the next tier of assessment. Higher tiers of assessment may include the use of more refined modelling techniques or available monitoring data, and may require that additional laboratory and/or field studies be conducted by the registrant. The rationale behind this approach is that the initial tiers are less resource intensive and therefore allow "safe" chemicals to be identified and screened out with a minimal input of resources (both monetary and human). For a Tier 2 surface water assessment, the USEPA uses an agricultural scenario based approach. The USEPA does not currently conduct Tier 2 modelling when groundwater concerns are identified, but instead requests monitoring studies. In contrast, the EU conducts groundwater modelling using robust models with regional agricultural scenarios at the outset of its analysis.

3.0 PMRA approach for estimating drinking water concentrations

Close to 75% of the residents of Canadian municipalities with populations exceeding 1000 receive their drinking water exclusively from surface water sources, and the remaining 25% receive their water either exclusively from groundwater or from a combination of groundwater and surface water (Figure 1). Consequently, it is essential to estimate pesticide concentrations (including transformation products of toxicological concern) in both groundwater and surface water sources.

The PMRA estimates pesticide concentrations in both surface water and groundwater sources using a tiered approach. The intent of the tiered approach is to efficiently screen out pesticides that do not pose any drinking water concerns and focus more resources on those pesticides that may present a potential concern in drinking water. A Level 1 assessment is the screen that provides a conservative estimate of pesticide concentrations in potential sources of drinking water. If a pesticide passes the Level 1 assessment, no further assessment is necessary. Conversely, if the Level 1 assessment produces a drinking water concentration that represents an unacceptable exposure, then a more refined Level 2 assessment is undertaken. This general framework is similar to that used by the USEPA.

As part of the assessment process, the PMRA uses established computer models to estimate pesticide concentrations in both surface water and groundwater sources of drinking water. The input parameters for these models include data from experimental studies (physical/chemical properties and environmental fate characteristics of the pesticide), Canadian weather stations (site-specific rainfall and temperature), Canadian soil surveys (site-specific soil properties) and the product label (application rates and frequencies).

---

2 The DWLOC is the highest concentration of a pesticide in drinking water that would be acceptable considering the toxicity profile of the pesticide and the estimated exposure to that pesticide from all other sources (i.e., food and residential uses). Both acute and chronic DWLOCs are considered.

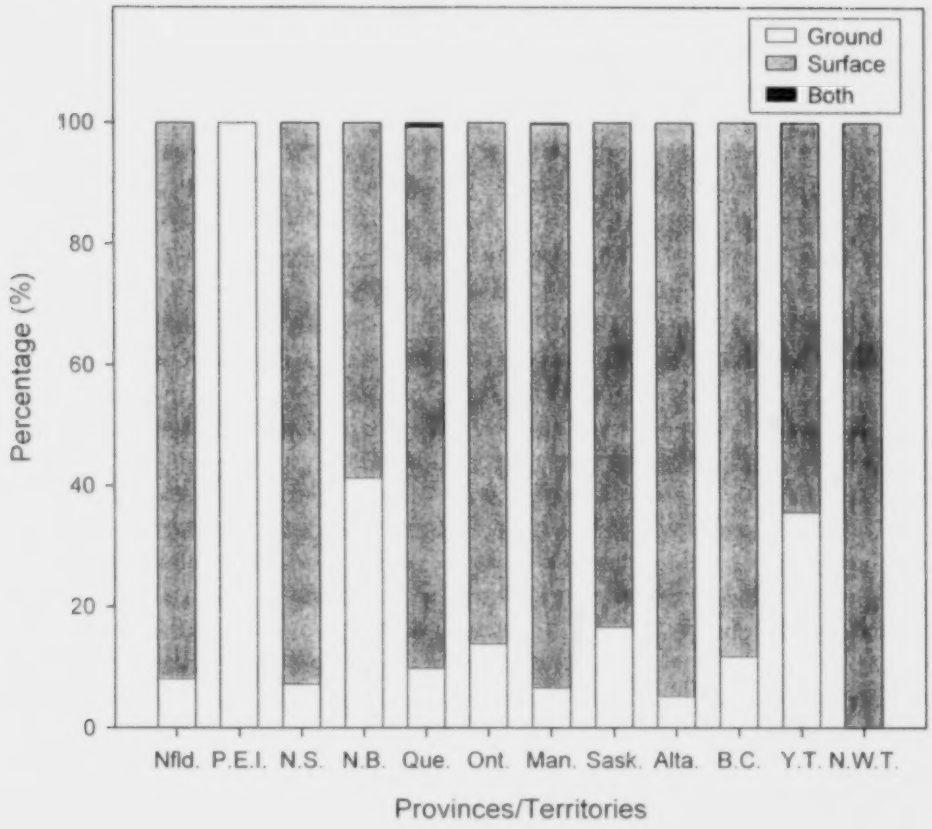

Figure 1 **Percentage of water from groundwater and surface water sources supplied to residents of Canadian municipalities with populations exceeding 1000 [generated from the 1999 Environment Canada Municipal (Water) Use Database]**

In general, the Level 1 estimates use real soil, weather and plant growth related information along with the following conservative chemical fate characteristics and pesticide application information:

- **Fate characteristics of the chemical**
  a. Longest half-lives[3] in environmental media (e.g., soil, water) where multiple values exist
  b. Smallest K_{oc} and K_d coefficients where multiple values exist[4]

- **Assumptions about use**
  a. Highest label rate of application
  b. Maximum number of applications per year
  c. Shortest time interval between applications
  d. The pesticide is applied every year of the simulation
  e. 100% of the watershed is assumed to be cropped
  f. 100% of the crop is assumed to be treated with pesticide

In a Level 1 assessment, a number of scenarios representing different agricultural regions across Canada are simulated (see Section 3.1). The scenario producing the highest EECs is selected, thereby ensuring that the risk assessment is protective of a range of conditions. The PMRA, however, recognizes that at some locations, actual pesticide concentrations in surface water or groundwater can be lower than the model estimates. This is especially true in a Level 1 assessment. For example, although users could apply a pesticide at the highest rate and frequency allowed on a product label, typical use rates and frequencies can be lower than the input values for application rate used in the model. While not required by the pesticide label, users may also engage in practices that may reduce pesticide runoff or leaching (e.g., soil-incorporation of the pesticide, the use of "no-application" zones or filter strips around water bodies, not applying in areas where water table is shallow, or not applying when weather conditions favour leaching).

A Level 1 assessment resulting in unacceptable pesticide concentrations in sources of drinking water advances to a Level 2 assessment. The PMRA takes a pesticide-specific approach to refining the Level 1 drinking water estimate. In a Level 2 assessment, the Agency may undertake any or all of the following: use input parameters that more accurately reflect the use pattern of the chemical in question (e.g., select the most appropriate chemical fate characteristics based on the use pattern instead of using the most conservative value); restrict the modelling to scenarios that reflect the current or proposed uses of the pesticide; consider monitoring data; use accurate percent cropped

---

3 Half-life refers to the amount of time it takes for 50% of the pesticide to transform in the environment.

4 K_d is the soil–water partition coefficient, defined as the ratio of the chemical concentration in the solid phase to the chemical concentration in the surrounding aqueous solution. K_{oc} = 100 K_d / % organic carbon. Both coefficients are used to predict the mobility of chemicals.

area when available; and, request additional studies. Registrants will be contacted to obtain any of this relevant information on the parent or transformation product(s), if needed.

3.1 Agricultural scenarios

In its water models, the PMRA uses a series of agricultural scenarios that are representative of areas of major agricultural activity and the important crops grown. The scenarios were developed by Environment Canada as part of an Expert System for Pesticide Regulatory Evaluations and Simulations (EXPRES) (Mutch et al., 1993). Each scenario within the EXPRES database contains detailed information on soil properties (chemical, physical and hydrological), crop parameters, agricultural practices and daily weather data from relevant Canadian weather stations.

The PMRA is currently using 11 of the EXPRES agricultural scenarios in its drinking water assessment. They include scenarios representative of the lower Fraser River Valley, British Columbia (raspberry); the Okanagan Valley, British Columbia (orchard); the Peace River district, Alberta (barley); southern Alberta (sugar beet); southern Saskatchewan (wheat); Manitoba (potato—currently for surface water only), southwestern Ontario (corn), the Niagara region, Ontario (vineyard); the Yamaska River Valley, Quebec (corn); Prince Edward Island (potato); and the Annapolis Valley of Nova Scotia (apple). An additional 12 scenarios available from EXPRES are being considered for inclusion in this process.

In developing each scenario, it was recognized that a range of soil and climatic conditions exists in each geographic region. The soil and climatic conditions selected for the model input files are typical values, i.e., representative soil properties as compiled from soil survey reports and historical daily weather data (precipitation and temperature) from Environment Canada. The Agency will add new scenarios and update existing ones on an ongoing basis to ensure that the scenarios remain current with respect to agricultural practices and weather patterns in Canada. New scenarios will undergo a thorough scientific review prior to being adopted.

3.2 Surface water

3.2.1 Choice of surface water model

The PMRA estimates surface water concentrations at all levels of its drinking water assessment using the linked PRZM and EXAMS models. These models were developed by the USEPA and have been used for several years in North America and Europe. The USEPA uses PRZM-EXAMS in their Tier 2 assessment. These models account for the various factors affecting the surface runoff from the field, and the transformation and partitioning occurring in the water body. They are used to estimate EECs for both reservoirs and dugouts using Canadian soil, crop and weather information.

The PRZM model is used to predict the pesticide concentration dissolved in runoff waters and carried on entrained soil particles that will move from the field where the pesticide has been applied into an adjacent surface water body. Input parameters include the characteristics of the pesticide (physico-chemical properties, transformation half-lives and mobility data), pesticide use information (application rate, frequency and timing), crop growth information, site specific information (soil properties, local topography, hydrologic conditions and agricultural practices) and weather data. In the United States, the *Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act* (FIFRA) Environmental Model Validation Task Force concluded that PRZM simulations conducted using realistic input parameters generated results within an order of magnitude of the measured data (Jones and Russell, 2001).

The EXAMS model is used to simulate environmental fate and transport processes of a pesticide once it enters a body of water. Such processes include volatilization, sorption, hydrolysis, biotransformation and photolysis of the pesticide. Inputs include parameters defining these processes, limnological and physical characteristics of the water body, and weather data.

In a Level 1 surface water assessment, multi-year PRZM-EXAMS simulations are conducted for the agricultural scenarios with appropriate water bodies (sections 3.1 and 3.2.2). From these simulations, the scenarios (for reservoir and dugout) producing the highest concentration are selected. While the scenarios represent typical soil, weather, plant growth and cultivation related information, a Level 1 assessment uses conservative values of the pesticide's fate characteristics (where multiple values exist) and application information. A pesticide specific approach is taken for the Level 2 surface water assessment, where the Agency may undertake any or all of the following: use input parameters that more accurately reflect the use pattern of the chemical in question; restrict the modelling to scenarios that reflect the current or proposed uses of the pesticide; use valid monitoring and percent cropped area information; and, request additional studies.

PRZM-EXAMS simulations can generate output in a variety of formats. The PMRA uses the one-in-ten year (90^{th} percentile) value of the yearly maxima of daily concentrations and the 90^{th} percentile value of the average yearly concentration to represent the acute and chronic exposures, respectively.

3.2.2 Choice of receiving water body

Surface drinking water sources include natural water bodies like rivers and lakes, as well as constructed water bodies like reservoirs and dugouts (Reedyk et al., 2000; Prairie Water News, 2002; Jones et al., 1998). The choice of a receiving water body for use with surface water models should be representative of surface drinking water sources that are considered to be vulnerable to pesticide contamination in Canada. Small water bodies in areas with a high run-off potential and a high pesticide use rate are considered to be more vulnerable than a large water body in an area that does not favour run-off and has low pesticide use.

In estimating pesticide concentrations due to runoff in surface drinking water sources, two hydrometric scenarios are currently used: (1) a reservoir scenario, representative of a water supply in smaller municipalities; and (2) a farm dugout scenario representing the dugouts used in the Canadian prairies. These two hydrometric scenarios are considered to be particularly vulnerable because of their potential for contamination from local agricultural practices. Other scenarios may be added in the future, but for the present, modelling is limited to these two scenarios.

In 1998, the USEPA compiled a list of 82 candidate reservoirs and selected the Shipman reservoir in Illinois as their index drinking water reservoir for modelling. The Shipman reservoir is representative of reservoirs in the central mid-western U.S. that are vulnerable to pesticide contamination, and it has appropriate pesticide monitoring data (USEPA, 1999). A USEPA monitoring program[5] ranked the Shipman reservoir 8th out of 175 surface water sites in terms of atrazine concentrations, indicating that it represents a vulnerable surface water reservoir. Following the U.S. rationale, the PMRA undertook a review of the Municipal (Water) Use Database (MUD) to identify municipal water sources that were located in some of the major agricultural areas in Canada (Ontario, Manitoba, Saskatchewan and Alberta; Environment Canada, 1999). Water sources were evaluated using the following criteria:

(1) The capacity or volume of the water body had to be small enough that it could be effectively modelled with PRZM-EXAMS; and

(2) The reservoir or lake had to be located within a drainage system where agriculture was prevalent.

In addition, a water body with a monitoring program and a history of pesticide detections was sought. Although there were several water bodies in Canada that were of the requisite size and located in intensive agricultural areas, none of these had an adequate monitoring program. As the Shipman reservoir has all the required physical information to be useful in the model, the PMRA has adopted the dimensions of the Shipman reservoir (surface area and drainage area) for use with PRZM–EXAMS. This is considered to be an interim solution until a more representative Canadian reservoir can be found. The Shipman reservoir is acceptable for use because, apart from the reservoir dimensions and watershed area, other site-specific information such as weather, soil, crop and hydrological data are Canadian in origin and are representative of the Canadian area being modelled and not of Shipman, Illinois.

---

5 These sites included reservoirs, lakes and flowing water (USEPA, 1999)

The PMRA has developed a prairie dugout scenario to be used, in addition to the reservoir scenario, when estimating drinking water concentrations of pesticides that are used in the prairie provinces. The Agency considered prairie dugouts as a second vulnerable surface drinking water source in Canada, as they are used as a household water supply, including for drinking, and they tend to be in close proximity to pesticide-treated fields (Prairie Water News, 2002).

Rivers and streams also constitute potential drinking water sources that may be vulnerable to pesticide runoff. The PMRA is not, however, planning to develop separate scenarios for rivers or streams as sources of drinking water because the index reservoir is considered a high exposure scenario for surface water in general.

3.3 Groundwater

3.3.1 Choice of groundwater model

The PMRA evaluated five computer models that simulate leaching through soil, for use in estimating EECs in groundwater. The models evaluated were MACRO, LEACHM, SCI-GROW (Screening Concentration in Groundwater), PESTAN (Pesticide Transport Model) and PRZM/VADOFT (Vardose Zone Flow and Transport Model). There were four primary requirements for a soil leaching model:

- the model's source code had to be available and modifiable;
- the model had to be able to evaluate a range of different environmental conditions (i.e., climate and soil);
- the model's input requirements had to be similar to the data already being submitted to the Agency; and
- the model had to be user-friendly.

Of the models considered, only LEACHM was found to meet all four requirements; consequently, the PMRA decided to use LEACHM to model leaching to groundwater, for all levels of its drinking water assessments.

LEACHM is a suite of models that simulate the movement and fate of water and chemicals within a soil profile (Hutson, 2003). The development of LEACHM has occurred gradually over the last several decades, with periodic updates and revisions based on testing, evaluation and feedback from soil scientists around the world. The current version of the model, its source code and a user's guide are available to the public (http://www.scieng.flinders.edu.au/cpes/people/hutson_j/leachweb.html).

Numerous researchers have evaluated LEACHM's performance against experimental data and field data from various countries. In Canada, laboratory and field studies have been used to test and calibrate LEACHM (Reynolds et al., 1994; de Jong et al., 1994; Smith et al., 1995). Overall, LEACHM was found to provide excellent predictions of water content and hydraulic head profiles, and adequate to good predictions of chemical

transport behaviour. The model predictions were also found to compare favourably with the results of a groundwater quality survey in southern Ontario (Agriculture Canada, 1992). The PMRA also undertook an internal assessment of LEACHM's ability to simulate the fate and transport of several different pesticides and a tracer. In the model tests, the simulated pesticide concentrations were compared to a detailed field study of pesticide fate and transport at a site in the Netherlands (Boesten and van der Pas, 1999). This comprehensive data set has been used by various researchers (Vanclooster and Boesten, 2000; Tiktak, 2000). The results from the Canadian studies and the internal assessment indicated that LEACHM performed well in predicting both the movement and quantity of pesticide in the soil profile.

As with PRZM–EXAMS, input parameters for the pesticide version of LEACHM include pesticide-specific physico-chemical properties, fate characteristics, site-specific soil properties and weather data (rainfall and temperature), pesticide application information and (optionally) crop-specific data. The model simulates water and pesticide movement in soil over one or more growing seasons.

3.3.2 Approach for calculating EECs in groundwater

The PMRA estimates EECs in groundwater that is considered to be vulnerable to pesticide contamination. As a result of pesticide leaching through soil, shallow groundwater will usually contain higher concentrations of pesticides than deeper groundwater, where the residence time has been longer and there has been more opportunity for pesticide concentrations to attenuate by physical, chemical and biological processes including dilution, dispersion and degradation. Groundwater used for drinking water is drawn from both shallow and deeper depths (Ontario Ministry of the Environment, 2000; Rudolph and Goss, 1993; Agriculture Canada, 1992; Fleming, 1992). Pesticide concentrations estimated in shallow groundwater are considered protective of all potential groundwater drinking sources.

In a Level 1 groundwater assessment, multi-year LEACHM simulations are conducted for the scenarios described in Section 3.1, which represent different geographic regions of significant agricultural activity in Canada. From this, the scenario producing the highest concentration is selected. While the scenarios represent typical soil and climatic conditions in each agricultural region, a Level 1 assessment uses conservative values of the pesticide's fate characteristics (where multiple values exist) and maximum rates of application. As with surface water, a pesticide specific approach is taken for the Level 2 groundwater assessment. In a Level 2 groundwater assessment, the Agency may undertake any or all of the following: use input parameters that more accurately reflect the use pattern of the chemical in question; restrict the modelling to scenarios that reflect the current or proposed uses of the pesticide; consider monitoring data; and, request additional studies.

Output from the LEACHM model includes the distribution of pesticide concentrations in the soil profile and the flux of water and pesticide across a specified boundary, such as the water table. These results are used to estimate EECs in groundwater.

The PMRA considered two approaches to calculating EECs in groundwater. They are referred to as the depth-averaged approach and the flux-averaged approach, both of which are used in European regulatory contexts. Both approaches are based on the assumption that the groundwater present near the top of the water table is potentially vulnerable to contamination from non-point sources (such as pesticides).

The depth-averaging approach, which is used in the Dutch registration process (Tiktak et al., 2000), averages the concentration of the pesticide of interest in the top one metre below the water table. This method produces a depth-averaged concentration, which is the average of the concentrations, in a number of adjacent soil layers. The flux-averaging approach estimates the flux-averaged concentration by taking the mass flux of pesticide across a boundary during a certain time period, divided by the volume flux of water across that boundary during the same time period. This second approach is recommended by the Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and Their Use (FOCUS) for use in the EU pesticide registration process. The FOCUS group has recommended that all models used in the EU registration process should report flux averaged concentrations at a depth of one metre for comparative purposes (FOCUS, 2002). Both approaches estimate pesticide concentrations in shallow groundwater and, presumably, vulnerable groundwater drinking sources.

The PMRA has evaluated the depth-averaged versus the flux-averaged approach to compute groundwater concentrations using the results of LEACHM simulations. The evaluation indicated that the two approaches produce similar results for the typical scenarios simulated. Conceptually, the flux-averaged approach is preferable as it preserves mass balance (by accounting for all the pesticide mass that crosses the water table) while the depth-averaging concentration does not. In addition, the flux-averaged approach offers computational advantages in terms of smaller output file sizes. The PMRA selected the flux-averaged approach as the preferred method, based on conceptual grounds and computational practicalities.

3.4 The use of monitoring data

In the drinking water assessment of registered products, the Agency makes use of available monitoring data pertinent to the pesticide under review. Valid monitoring data would be considered preferable to estimates generated using water models; however, for new chemicals, monitoring data will be unavailable. In such cases, where monitoring data would be essential for conducting a refined exposure assessment, registrants would be requested to conduct field studies. The majority of available monitoring studies and data are likely to be for pesticide products that have been on the market for some time. These monitoring studies are expected to vary considerably as to the quality and quantity of available data and with the amount of contextual information described below.

In evaluating, characterizing and interpreting water monitoring data, the PMRA attempts to collect as much information as is readily available on the design of the studies. This includes information on how the samples were collected and analysed, why they were collected, and where and when they were collected. In evaluating the quality of monitoring data, the Agency considers the spatial and temporal conditions under which the monitoring was conducted. Spatial considerations include whether the data originate from areas of pesticide use and temporal considerations include information relating the timing of pesticide application to the timing of sampling. Other important ancillary data include accurate weather data, hydrological data (size and type of receiving water body, depth of groundwater), and geochemical and geophysical characteristics (topography, soil characterization).

The level of variability and uncertainty associated with existing monitoring data in Canada means that the use of these data to predict EECs can be challenging. Reported concentrations may vary considerably over time at the same location and from one area to the next. Without having specific information on the history of use of the pesticide in the sampled area, it is very difficult to fully understand the reasons for these differences. Further, the PMRA is not always able to discern whether samples were taken from potential drinking water sources or waters that would be representative of such drinking water sources. The frequency with which samples are taken in monitoring studies is often insufficient to allow a determination of peak concentrations. Peak concentrations, by nature, occur over short times, and sampling frequencies in many studies are quarterly or monthly, giving a low probability of sampling during the period of peak concentration.

Interpreting the results of studies that include a large number of samples with no residues (i.e., "non-detects") poses additional difficulties. Non-detects can indicate that the pesticide of concern is not reaching the drinking water source. However, non-detects can also result when the samples are taken from areas where the pesticide is not applied or at times when the pesticide is not being used or in the case of leaching to groundwater, samples may be taken from groundwater before "breakthrough" to the water table occurred. Limitations of analytical methods may also result in non-detects (i.e., the pesticide may be present in the water at concentrations that are less than the limit of detection for the analytical method or the analytical method may not be appropriate for certain compounds).

For these reasons, the PMRA considers such factors in interpreting non-detects in monitoring data sets. The Agency often lacks data to verify that reported "non-detects" were in actual areas of pesticide use and therefore has difficulty concluding that the pesticide, when used, is not in fact reaching water frequently enough to be of concern. As a result, the PMRA will assign a value equivalent to half the limit of detection (LOD) to non-detects in datasets where it is deemed appropriate. This may occur when (1) non-detects in a dataset that contains at least one detection or (2) a dataset where there are no detections but it is determined that the particular active ingredient may be used within the watershed sampled and that there is a potential for the active ingredient to contaminate water bodies. This approach has been used by the USEPA during their re-evaluation of

several pesticides, including diazinon and triallate (http://www.epa.gov/pesticides/op/diazinon/water.pdf and http://www.epa.gov/oppsrrd1/reregistration/triallate/triallate.efed.red.pdf), and is protective of drinking water sources that may be receiving pesticide residues in quantities too small to be measured.

Despite the challenge of analysing and interpreting these data, the PMRA will use the results of monitoring data, when valid data are available, to make decisions with respect to the expected concentration of a pesticide in drinking water. Monitoring data that are limited with respect to temporal and spatial information are always considered as part of the overall risk assessment, but the weight given to these data will vary depending on the circumstances. For instance, if monitoring data of marginal quality consistently yield estimated concentrations that are higher than those predicted by the exposure models, then the weight given to the monitoring data would be higher than if the monitoring data yielded a series of non-detections.

Overall there is a paucity of pesticide drinking water monitoring data in Canada that have adequate temporal and spatial ancillary data. The PMRA's risk assessments would be strengthened if future monitoring programs were to include these ancillary data. The Agency is working on a number of levels to fill in these gaps and acquire more high-quality data on pesticide concentrations in drinking water sources. Cooperation with other jurisdictions within the federal, provincial, territorial and municipal levels of government will be important in this process.

3.5 Factoring in water treatment

The degree to which drinking water is treated prior to consumption varies greatly in Canada. Owners of private wells often consume untreated water. Many municipalities employ at least a basic system of coagulation, filtration and disinfection, or may have additional treatment steps such as activated carbon adsorption. In addition, Canadians may further treat their drinking water using commercially available water purification systems designed for household use. It is known that different treatment systems remove certain classes of pesticides more effectively than others (USEPA, 2001; Miltner et al., 1989; Baier et al., 1987; Clark et al., 1988). Due to the wide variety in the degree of water treatment as well as the differences in the degree of removal of pesticides by the differing treatment technologies, the PMRA has opted not to factor in pesticide removal by water treatment in its drinking water assessment. Therefore, estimated pesticide concentrations generated for use in dietary risk assessments will not routinely reflect the effects of water treatment.

4.0 How EECs are incorporated into a risk assessment

Once estimates of pesticide concentrations in drinking water have been generated by the Agency, they are compared with the DWLOC. If the EECs are less than the DWLOC, the PMRA concludes with reasonable certainty that residues of the pesticide in drinking water from present uses are below a risk level of concern. Alternatively, the EECs may be incorporated directly into the dietary risk assessment. It should, however, be noted that either approach, DWLOC or the direct incorporation of the EEC, does not result in differences in the risk assessment. Details of these processes can be obtained in PMRA Science Policy Notice SPN2003-04, *General Principles for Performing Aggregate Exposure and Risk Assessments* (PMRA, 2003).

5.0 Future directions

The process of estimating pesticide concentrations in Canadian drinking water sources is evolving. The Agency is formalising procedures for the Level 1 and Level 2 assessments of both new pesticides and those undergoing re-evaluation. In order to improve the process of estimating pesticide concentrations in drinking water, the Agency will continue:

- To conduct sensitivity analyses on the surface water and groundwater models to identify the factors that are most important in influencing EECs in drinking water sources. The information obtained from sensitivity analyses will aid in the development of modelling techniques for Level 2 assessment.

- To update the current agricultural scenarios and create new scenarios as needed.

- To search for a representative Canadian reservoir to use with the surface water models.

- To actively pursue opportunities to develop high-quality national scale valid monitoring data with the provinces, territories and municipalities, as well as other federal departments.

- To evaluate the effect of water treatment on the formation of toxic metabolites. Water treatment has the potential to create toxic breakdown products that may persist in treated drinking water (e.g., chlorination of organophosphate compounds can lead to oxon formation, which can be significantly more toxic than the parent compound. It is currently unknown to what extend oxon formation occurs [USEPA, 2001]) and to what degree these compounds persist after their formation. Given these concerns, the PMRA will examine the effect of water treatment on the formation of toxic metabolites.

- To pursue the development of probabilistic techniques for risk assessment, as the Agency's approach is evolving from a deterministic approach to a probabilistic one. The PMRA will consider modifying models or adopting new models that generate outputs for probabilistic risk assessments, as well as examine whether the outputs from the current water models can be adapted for use in a probabilistic assessment of pesticide exposure.

- To monitor and evaluate new and evolving approaches in other jurisdictions, such as the U.S. and the EU. The PMRA's surface water modelling is similar to that of the USEPA's Tier 2 approach. The Agency will, however, evaluate the modelling developments, if any, occurring in other jurisdictions.

List of abbreviations

DWLOC	drinking water level of comparison
EU	European Union
EEC	expected environmental concentration
EXAMS	Exposure Analysis Modelling System
EXPRES	Expert System for Pesticide Regulatory Evaluation Simulations
FIFRA	*Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act*
FOCUS	Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and Their Use
LEACHM	Leaching Estimation and Chemistry Model
K_d	soil–water partition coefficient
K_{oc}	organic carbon adsorption coefficient
LOD	limit of detection
MUD	Municipal (Water) Use Database
PESTAN	Pesticide Transport Model
PRZM	Pesticide Root Zone Model
PMRA	Pest Management Regulatory Agency
SCI-GROW	Screening Concentration in Groundwater
U.S.	United States
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VADOFT	Vardose Zone Flow and Transport Model

References

Agriculture Canada. 1992. Ontario Farm Groundwater Quality Survey, Winter 1991/92. Federal-Provincial Environmental Sustainability Initiative; Research Branch; Agriculture Canada; pp. 152.

Baier, J.H., B.W. Lykins Jr., C.A. Fronk and S.J. Kramer. 1987. Using Reverse Osmosis to Remove Agricultural Chemicals from Groundwater. American Water Works Association 79:55-60.

Boesten, J.J.T.I. and L.J.T. van der Pas. 1999. Movement of Water, Bromide Ion and the Pesticides Ethoprophos and Bentazone Measured in a Sandy Soil in Vredepeel (The Netherlands). Report 122, DLO Winand Staring Centre, Wageningen (The Netherlands), pp. 97.

Clark, R.M., C.A. Fronk and B.W. Lykins Jr. 1988. Removing Organic Contaminants from Groundwater. Environ. Sci. Technol. 22(10):1126-1130.

Council Directive 98/83/EC. 3 November 1998 on the Quality of Water Intended for Human Consumption. Official Journal L 330, 05/12/1998. P. 0032-0054.

de Jong, R., W.D. Reynolds, S.R. Vieira and R.S. Clemente. 1994. Predicting Pesticide Migration Through Soils of the Great Lakes Basin. Centre for Land and Biological Resources Research, Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ontario, CLBRR Contribution No. 94-70, pp. 24.

Environment Canada, 1999. Municipal (Water) Use Database (MUD). http://www.ec.gc.ca/water/en/manage/data/MUDDes.rtf

Hutson, John L., 2003. Leaching Estimation and Chemistry Model. Model description and User's Guide. School of Chemistry, Physics and Earth Sciences, The Flinders University of South Australia, Adelaide. January 2003, pp. 142.

FOCUS, 1995. Leaching models and EU registration. The Final Report of the Work of the Regulatory Modelling Work Group of FOCUS (Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and Their Use). DOC. 4952/VI/95. pp. 124.

FOCUS. 1997. Surface Water Models and EU Registration of Plant Protection Products. Final Report of the Work of the Regulatory Modelling Working Group on Surface Water Models of FOCUS (Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and Their Use). pp. 231.

FOCUS. 2000. Focus Groundwater Scenarios in the EU Review of Active Substances. The Report of the Work of the Groundwater Scenarios Workgroup of Focus (Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and Their Use). Sanco/321/2000 rev. 2. pp. 202.

FOCUS. 2002. Generic Guidance for FOCUS Groundwater Scenarios. Report of the Work of the Groundwater Scenarios Workgroup of FOCUS (Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and Their Use), version 1.1, April 2002, pp. 61.

Jones, R. L. and M. H. Russell. 2001. FIFRA Environmental Model Validation Task Force. Final Report. American Crop Protection Association. Washington. pp. 768.

Jones G., S. Gurbney and D. Rocan. 1998. Water Quality In Farm and Recreational Surface Water Supplies of Southwestern Manitoba, 1995 Sampling Results. Report 98-05.

Miltner, R.J., D.B. Baker, T.F. Speth and C.A. Franks. 1989. Treatment of Seasonal Pesticides in Surface Waters. American Water Works Association 81: 43-52

Mutch, J.P., A.S. Crowe and O. Resler. 1993. EXPRES: An Expert System for Assessing the Fate of Pesticides in the Subsurface. Users' Manual. Scientific Series No. 201. National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters. Burlington, Ontario. pp. 138.

PMRA. 2003. General Principles For Performing Aggregate Exposure And Risk Assessments. Science Policy Notice SPN2003-04 (http://www.hc-sc.gc.ca/pmra-arla/english/pdf/spn/spn2003-04-e.pdf).

Prairie Water News. 2002. Quality Farm Dugouts; pp.124

Reedyk, S., M. Tenove, D.A. Kiely and D.A. Fitzgerald. 2000. Northern Alberta Dugout Water Quality Survey, Canada-Alberta Environmental Sustainable Agriculture Agreement. Final Report.

Reynolds, W.D., R. de Jong, S.R. Vieira and R.S. Clemente. 1994. Methodology for Predicting Agrochemical Contamination of Ground Water Resources. Soil Quality Evaluation Program Technical Report 4. Centre for Land and Biological Resources Research, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ontario, pp. 51.

Smith, W.N., W.D. Reynolds, R. de Jong, R.S. Clemente and E. Topp. 1995. Water Flow through Intact Soil Columns: Measurement and Simulation Using LEACHM. J. Environ. Qual., 24:874-881.

USEPA. Office of Pesticide Programs. 1999. Estimating the Drinking Water Component of a Dietary Exposure Assessment. 2 November 1999. pp. 44. http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-PEST/1999/November/Day-10/6044.pdf

USEPA. Office of Pesticide Programs. 2001. The Incorporation of Water Treatment Effects on Pesticide Removal and Transformations in Food Quality Protection Act (FQPA) Drinking Water Assessments. 25 October 2001. pp. 50. http://www.epa.gov/pesticides/trac/science/water_treatment.pdf

Tiktak, A., F. Van den Berg, J.J.T.I. Boesten, D. Van Kraalingen, M. Leistra and A.M.A. van der Linden. 2000. Manual of FOCUS PEARL version 1.1.1 RIVM report 711401 008, Alterra report 28. pp. 144.

Tiktak, A. 2000. Application of Pesticide Leaching Models to the Vredepeel Dataset: Ii Pesticide Fate. Agricultural Water Management, Vol. 44, Issues 1-3, 119-134.

Vanclooster, M. and J.J.T.I. Boesten. 2000. Application of Pesticide Simulation Models to the Vredepeel Dataset: I. Water, Solute and Heat Transport. Agricultural Water Management, Vol. 44, Issues 1-3, 105-117.

Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
Pest Management Regulatory Agency

Document de principes

SPN2004-01

Estimation de la concentration de pesticides dans l'eau dans le cadre de l'évaluation de l'exposition par le régime alimentaire

Le présent document donne un aperçu de la politique de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada en ce qui touche l'estimation des concentrations de pesticides dans les sources potentielles d'eau potable. Ces estimations sont intégrées aux évaluations de l'exposition globale, dans le cadre du processus d'évaluation des répercussions possibles de l'usage de pesticides sur la santé des Canadiens. Ce document décrit la démarche générale et les types de modèles utilisés par l'Agence pour estimer les concentrations de pesticides dans les sources potentielles d'eau potable. On y discute également de l'importance des données de surveillance et du traitement des eaux.

Ce document remplace le projet de directive PRO2003-01, publié pour commentaires en mars 2003. L'ARLA a pris en considération les commentaires reçus.

(also available in English)

Le 30 avril 2004

Ce document est publié par la Division des nouvelles stratégies et des affaires réglementaires, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec la :

Coordonnatrice des publications
Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
Santé Canada
I.A. 6605C
2720, promenade Riverside
Ottawa (Ontario)
K1A 0K9

Internet : pmra_publications@hc-sc.gc.ca
www.hc-sc.gc.ca/pmra-arla/
Service de renseignements :
1-800-267-6315 ou (613) 736-3799
Télécopieur : (613) 736-3798

ISBN : 0-662-76702-0 (0-662-76703-9)
Numéro de catalogue : H113-13/2004-1F (H113-13/2004-1F-PDF)

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada 2004

Tous droits réservés. Il est interdit de reproduire ou de transmettre l'information (ou le contenu de la publication ou produit), sous quelque forme ou par quelque moyen que ce soit, enregistrement sur support magnétique, reproduction électronique, mécanique, ou par photocopie, ou autre, ou de l'emmagasiner dans un système de recouvrement, sans l'autorisation écrite préalable du Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, Ottawa, Ontario K1A 0S5.

Résumé

L'ARLA de Santé Canada estime la concentration de pesticides dans des sources potentielles d'eau potable et incorpore les résultats de ces estimations aux évaluations de l'exposition globale, dans le cadre du processus d'évaluation des répercussions possibles de l'usage de pesticides sur la santé des Canadiens.

Les Canadiens prélèvent de l'eau de surface aussi bien que de l'eau souterraine pour leurs besoins en eau potable. Par conséquent, pour ses évaluations relatives à l'eau potable, l'ARLA procède à l'estimation de la concentration de pesticides dans ces deux sources d'eau potable. L'Agence a recours à une démarche progressive pour la modélisation de l'exposition aux pesticides qui consiste en des niveaux de précision graduels. Cette démarche est conforme à celle utilisée aux États-Unis. Le palier 1 (le niveau initial d'évaluation) est conçu pour trier de façon efficace les pesticides qui ne présentent aucun danger en ce qui a trait à l'eau potable. Si cette évaluation de palier 1 donne une estimation de l'exposition au pesticide que l'on juge acceptable, alors le pesticide passe l'étape et il n'est pas nécessaire d'effectuer d'évaluation subséquente. Cependant, si ce premier palier d'évaluation résulte en une estimation de la concentration de pesticide dans l'eau potable qui représente une exposition inacceptable, alors il faut préciser l'estimation en passant au 2^{e} palier d'évaluation qui tient compte du profil d'emploi du pesticide et d'autres paramètres plus précis. Cette démarche progressive sert autant pour les nouveaux pesticides que pour les pesticides faisant l'objet d'une réévaluation.

L'Agence utilise des modèles d'exposition pour estimer les concentrations de pesticides dans l'eau de surface et dans l'eau souterraine. Pour l'eau de surface, l'ARLA a recours aux modèles combinés *Pesticide Root Zone Model* (PRZM) et *Exposure Analysis Modelling System* (EXAMS). Ce tandem permet de modéliser les concentrations de pesticides dans l'eau de surface en fonction de deux types de sources d'eau potable pouvant être exposées à la contamination. Le premier type est un réservoir de référence, qui sert également à la United States Environmental Protection Agency (EPA) dans ses évaluations de l'exposition, et le deuxième type est un étang-réservoir des Prairies canadiennes que l'on combine à l'autre type de réservoir uniquement lors de l'évaluation de pesticides utilisés dans les provinces des Prairies. Les concentrations de pesticides dans les eaux souterraines sont modélisées au moyen du *Leaching Estimation And Chemistry Model* (LEACHM). Ce modèle simule le déplacement du pesticide à travers un profil pédologique, jusque dans la nappe phréatique peu profonde.

Pour ces modélisations propres aux eaux de surface et aux eaux souterraines, l'ARLA a élaboré une série de scénarios agricoles qui représentent bon nombre des grandes zones de culture au Canada. Les paramètres utilisés pour ces scénarios sont des données concrètes sur la météo, le sol, les cultures et l'hydrologie.

En plus de la modélisation, l'Agence tient aussi compte des données de surveillance des pesticides disponibles pour les sources potentielles d'eau potable. Cependant, il existe peu de données valides sur la surveillance des pesticides que l'on pourrait utiliser dans le cadre de l'évaluation du risque. L'ARLA cherche donc à établir avec les provinces, les territoires et les municipalités, ainsi qu'avec d'autres ministères fédéraux, des moyens de recueillir des données de surveillance de qualité à l'échelle nationale.

Table des matières

1.0 Introduction 1

2.0 Démarches en vigueur à l'étranger 1

3.0 Démarche de l'ARLA pour estimer les concentrations de pesticides dans l'eau potable 2

3.1 Scénarios agricoles 6

3.2 Eau de surface 7

3.2.1 Choix d'un modèle approprié pour l'eau de surface 7

3.2.2 Choix d'un plan d'eau récepteur 8

3.3 Eau souterraine 10

3.3.1 Choix d'un modèle approprié pour l'eau souterraine 10

3.3.2 Méthode pour calculer les CPE dans les eaux souterraines 11

3.4 Utilisation de données de surveillance 13

3.5 Facteur à prendre en compte : le traitement de l'eau 15

4.0 Comment intégrer les CPE à une évaluation du risque 15

5.0 Orientations futures 16

Liste des abréviations 19

Références 21

1.0 Introduction

En vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*, l'ARLA est tenue de protéger les Canadiens des risques inacceptables pour la santé associés à l'usage de pesticides. Afin d'évaluer ces risques, l'Agence doit être en mesure d'estimer l'exposition potentielle de la population canadienne aux pesticides ainsi qu'à tout produit de transformation des pesticides pouvant soulever des préoccupations d'ordre toxicologique. L'évaluation de l'exposition doit être exhaustive et inclure toutes les sources et toutes les voies possibles d'exposition au pesticide (exposition globale[1]). L'estimation de l'exposition potentielle aux résidus de pesticides présents dans les sources d'eau potable est un volet important de l'évaluation de l'exposition par le régime alimentaire.

On emploie des pesticides partout au Canada et ces derniers peuvent atteindre les sources d'approvisionnement en eau potable par de nombreuses voies. Au Canada, l'eau potable provient des eaux de surface et des eaux souterraines. Les profils d'emploi des pesticides sont tels que ces sources d'eau potable peuvent être contaminées par la dérive, le ruissellement ou le lessivage.

Auparavant, l'ARLA estimait uniquement les concentrations de pesticide dans l'eau de surface. Ces estimations étaient souvent peu réalistes, car les modèles utilisés étaient simplistes et les données d'entrée étaient très prudentes. L'Agence travaille à la mise au point d'une méthode plus complète pour estimer la concentration de ces composés dans les sources d'eau potable provenant des eaux de surface et des eaux souterraines. Le présent document donne une vue d'ensemble de cette nouvelle approche systématique.

2.0 Démarches en vigueur à l'étranger

Aux États-Unis (É.-U.) et dans l'Union européenne (UE), dans le cadre des évaluations du risque, les concentrations de pesticides prévues dans l'environnement (CPE) sont estimées en tenant compte de l'eau de surface et de l'eau souterraine (FOCUS 1995, FOCUS 1997, FOCUS 2000, EPA 1999). Aux É.-U., on estime les CPE et on intègre ces résultats à ceux de l'estimation de l'exposition résidentielle et de l'exposition par le régime alimentaire afin de parvenir à une évaluation globale du risque. Dans l'UE, les CPE ne sont pas intégrées à l'évaluation globale. On les compare plutôt à des concentrations maximales admissibles dans les sources d'eau potable, qui sont fixées par la loi, « que l'on peut consommer sans danger durant toute une vie » [Trad.] (directive du Conseil 98/83/CE, 1998).

---

[1] L'exposition globale désigne l'exposition à un seul produit chimique par de multiples sources (aliments, eau potable, usage résidentiel du pesticide) et voies d'exposition (orale, cutanée et par inhalation).

Dans les deux cas, on a recours à une démarche progressive pour estimer les concentrations de pesticides dans les sources d'eau potable. Aux premiers paliers, on utilise des modèles de présélection alimentés par des valeurs prudentes afin de trier rapidement les pesticides qui ne seront vraisemblablement pas à l'origine de préoccupations en ce qui concerne l'eau potable. Dans son évaluation de présélection, l'EPA se sert de modèles qui simulent des scénarios génériques prudents de manière à déterminer les CPE dans l'eau de surface et dans l'eau souterraine. Lorsque les concentrations estimées dépassent le niveau de comparaison pour l'eau potable (NCEP)[2], le pesticide en question ne passe pas la présélection et doit faire l'objet d'une évaluation plus poussée. Les paliers d'évaluation supérieurs peuvent inclure l'utilisation de techniques de modélisation plus précises ou de données de surveillance disponibles et ils peuvent nécessiter du titulaire de l'homologation qu'il effectue des études additionnelles en laboratoire ou sur le terrain. On procède de cette façon parce que les paliers inférieurs exigent moins de ressources et qu'ils permettent ainsi d'identifier et de trier les produits chimiques « sécuritaires » en employant un minimum de ressources (humaines et financières). Pour une évaluation de palier 2 de l'eau de surface, l'EPA a recours à une méthode fondée sur des scénarios agricoles. Présentement, l'EPA ne procède pas à des modélisations de palier 2 lorsqu'elle cerne des préoccupations associées à l'eau souterraine. Elle demande plutôt la tenue d'études de surveillance. À l'opposé, l'UE procède à des modélisations sur l'eau souterraine à l'aide de modèles robustes faisant appel à des scénarios agricoles régionaux dès le commencement des analyses.

3.0 Démarche de l'ARLA pour estimer les concentrations de pesticides dans l'eau potable

Près de 75 p. 100 des résidants des municipalités canadiennes comptant plus de 1000 habitants reçoivent leur eau potable exclusivement à partir de sources d'eau de surface tandis que l'autre 25 p. 100 obtient son eau potable exclusivement à partir de la nappe phréatique ou bien d'une combinaison d'eau souterraine et d'eau de surface (Figure 1). C'est pourquoi il est essentiel d'estimer les concentrations de pesticides (y compris les produits de transformation d'intérêt toxicologique) autant dans l'eau souterraine que dans l'eau de surface.

L'ARLA a recours à une démarche progressive d'évaluation pour effectuer cette estimation (tant dans l'eau souterraine que dans l'eau de surface). Cette façon de procéder permet de trier les pesticides qui ne présentent pas de risque dans l'eau potable et de se pencher davantage sur les pesticides qui peuvent présenter un danger dans l'eau potable. L'évaluation de palier 1 est le crible qui fournit une estimation prudente des concentrations de pesticides dans les sources potentielles d'approvisionnement en eau potable. Si un pesticide passe ce crible, il n'est pas nécessaire de faire d'autre évaluation.

---

[2] Le niveau de comparaison pour l'eau potable (NCEP) est la plus forte concentration d'un pesticide dans l'eau potable que l'on considérerait acceptable compte tenu du profil de toxicité de ce pesticide et de l'exposition estimée provenant de toutes les sources d'exposition (soit les aliments et l'usage résidentiel). On prend en considération les seuils aigus et chroniques.

Réciproquement, si l'évaluation de palier 1 indique une concentration dans l'eau potable qui représente un degré d'exposition inacceptable, il faut procéder au palier 2 d'évaluation, lequel est davantage précis. Ce cadre global d'évaluation est semblable à ce qu'utilise l'EPA.

Dans le cadre de son processus d'évaluation, l'ARLA se sert de modèles informatiques bien connus afin d'estimer les concentrations de pesticides dans les sources d'eau potable, tant les eaux de surface que les eaux souterraines. Les paramètres employés dans ces modèles sont entre autres des données provenant d'études expérimentales (sur les propriétés physico-chimiques et sur les caractéristiques du devenir du pesticide dans l'environnement), de stations météorologiques canadiennes (précipitations et température mesurées sur place), d'études pédologiques canadiennes (propriétés du sol propres aux sites) et des renseignements inscrits sur l'étiquette du produit (doses et fréquences d'application).

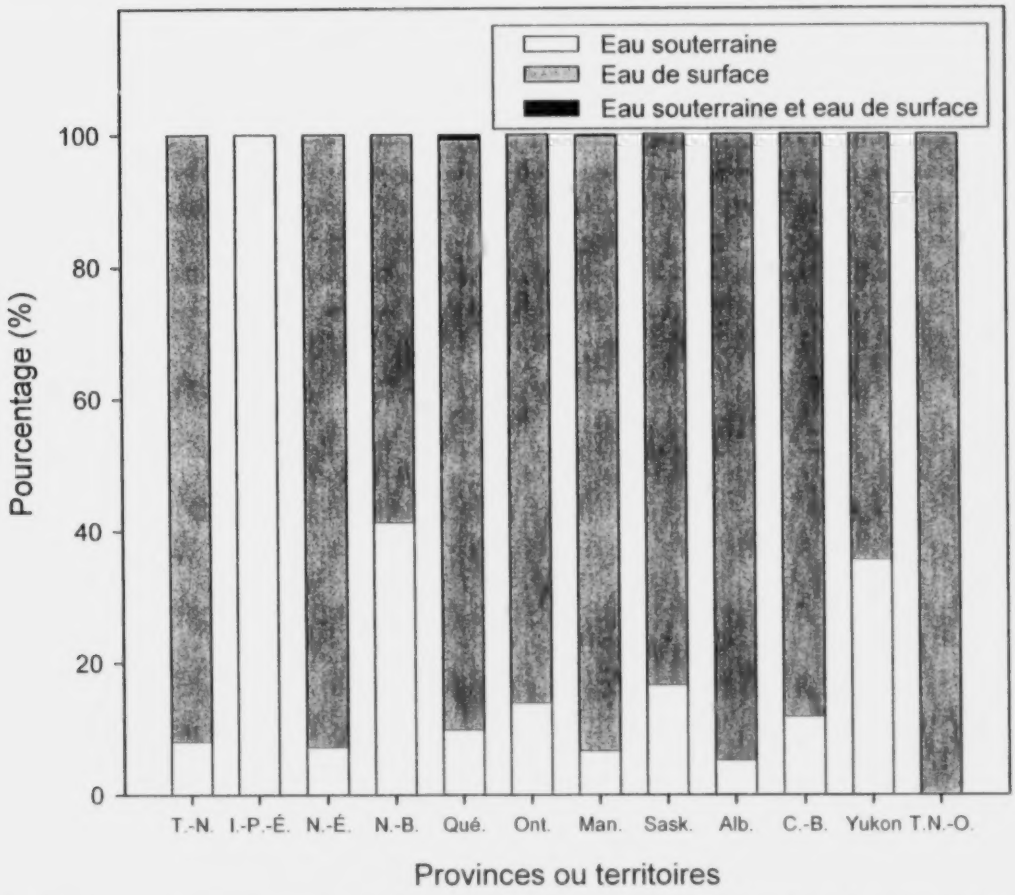

Figure 1 **Quantité d'eau, en pourcentage, provenant de sources d'eau souterraine ou de surface, qui alimente les résidants de municipalités canadiennes dont la population est supérieure à 1000 habitants (extrait de la base de données Municipal [Water] Use Database [MUD]m Environment Canada, 1999)**

En règle générale, les estimations de palier 1 se fondent sur des données réelles sur le sol, la météo et la croissance végétale de même que sur des caractéristiques prudentes relatives au devenir chimique du pesticide dans l'environnement et sur des renseignements concernant l'utilisation du pesticide :

- **Caractéristiques du produit chimique relatives à son devenir dans l'environnement**
  a. Les plus longues demi-vies[3] dans des milieux environnementaux (p. ex., le sol, l'eau) lorsque de nombreuses valeurs existent.
  b. Les plus faibles valeurs des coefficients K_{co} et K_d lorsque de nombreuses valeurs existent.[4]

- **Hypothèses relatives à l'utilisation**
  a. La plus forte dose figurant sur l'étiquette
  b. Le nombre maximal de traitements par année
  c. Le plus court délai entre deux traitements
  d. Le pesticide est utilisé lors de chacune des années de simulation
  e. On suppose que 100 % du bassin hydrographique est cultivé
  f. On suppose que 100 % de la culture est traitée avec le pesticide

Dans l'évaluation de palier 1, on simule un certain nombre de scénarios représentant diverses régions agricoles du Canada (voir section 3.1). On retient le scénario qui donne les CPE les plus élevées, s'assurant ainsi que l'évaluation du risque protège toute une gamme de situations. L'ARLA reconnaît toutefois que pour certains endroits, les concentrations réelles de pesticides dans l'eau de surface ou l'eau souterraine peuvent être inférieures à celles estimées à l'aide du modèle. Cela est particulièrement vrai au palier 1. Ainsi, même si des utilisateurs peuvent appliquer un pesticide à la dose la plus forte et à la fréquence la plus élevée permises par l'étiquette, les fréquences et doses habituelles peuvent être plus faibles que les valeurs d'entrée pour la dose d'application utilisées dans le modèle. En outre, même si l'étiquette ne l'exige pas, l'utilisateur peut avoir recours à des pratiques lui permettant de réduire la dérive ou le lessivage du pesticide (p. ex., incorporer le pesticide dans le sol, garder des zones non traitées ou des bandes tampons autour des plans d'eau, éviter de pulvériser le pesticide dans les zones où la nappe phréatique est peu profonde ou encore ne pas appliquer de pesticide lorsque les conditions météorologiques favorisent le lessivage).

---

3 La demi-vie fait référence au temps pris pour que 50 % du pesticide se décompose dans l'environnement.

4 Le coefficient K_d est le coefficient d'adsorption, défini comme étant le rapport de la concentration chimique dans la phase solide et de la concentration chimique dans la solution aqueuse qui l'entoure. K_{co} = 100 K_d / % de carbone à l'état organique. Les deux coefficients servent à prédire la mobilité des produits chimiques.

Tout pesticide évalué au palier 1 et qui se retrouve en concentration inacceptable dans les sources d'eau potable est évalué au palier 2. Pour préciser l'estimation dans l'eau potable obtenue au palier 1, l'ARLA opte pour une démarche spécifique au pesticide évalué. Au palier 2, l'Agence peut utiliser des paramètres qui représentent de façon plus précise le profil d'emploi du produit chimique en question (en choisissant par exemple des caractéristiques du devenir chimique d'après le profil d'emploi au lieu de valeurs plus prudentes), restreindre la modélisation aux scénarios qui illustrent les utilisations proposées ou habituelles du pesticide, tenir compte des données de surveillance, utiliser le pourcentage précis des surfaces traitées, si cette donnée est disponible, et exiger des études supplémentaires. S'il y a lieu, l'Agence contactera les titulaires d'homologation afin d'obtenir tout renseignement pertinent de cette nature sur le composé d'origine ou encore sur le(s) produit(s) de transformation.

3.1 Scénarios agricoles

Dans ses modèles hydrologiques, l'ARLA se sert d'une série de scénarios agricoles qui reflètent les principales régions d'activité agricole et les cultures importantes qui y sont cultivées. Environnement Canada a conçu ces scénarios dans le cadre du système expert *Expert System for Pesticide Regulatory Evaluations and Simulations* (EXPRES) (Mutch et al., 1993). Chacun des scénarios de la base de données EXPRES contient des renseignements détaillés sur les propriétés pédologiques (chimiques, physiques et hydrologiques), sur les paramètres associés aux cultures et sur les pratiques agricoles, ainsi que des données météorologiques quotidiennes provenant de stations météorologiques canadiennes pertinentes.

L'Agence utilise présentement 11 des scénarios agricoles de l'EXPRES dans le cadre de ses évaluations de l'eau potable. Ils représentent les endroits suivants : la vallée du Bas-Fraser en Colombie-Britannique (framboise), la vallée de l'Okanagan en Colombie-Britannique (vergers), le secteur de la rivière de la Paix en Alberta (orge), le sud de l'Alberta (betterave à sucre), le sud de la Saskatchewan (blé), le Manitoba (pomme de terre – présentement seulement pour l'eau de surface), le sud-ouest de l'Ontario (maïs), la région de Niagara en Ontario (vignobles), la vallée de la rivière Yamaska au Québec (maïs), l'Île-du-Prince-Édouard (pomme de terre), la vallée de l'Annapolis en Nouvelle-Écosse (pomme). L'Agence pense ajouter à sa procédure 12 autres scénarios de l'EXPRES.

En élaborant chaque scénario, on a reconnu que chacune des régions géographiques englobe une foule de conditions météorologiques et pédologiques. Celles retenues pour utilisation dans le modèle sont des valeurs classiques, soit des propriétés du sol représentatives, compilées à partir de rapports de levées de sol, et des données météorologiques quotidiennes historiques (précipitation et température) fournies par Environnement Canada. L'Agence ajoutera de nouveaux scénarios et mettra à jour les scénarios existants de façon continue pour s'assurer que ces scénarios concordent avec les pratiques agricoles et les différents profils météorologiques observés au Canada. Tout nouveau scénario fera l'objet d'un examen scientifique complet avant d'être adopté.

3.2 Eau de surface

3.2.1 Choix d'un modèle approprié pour l'eau de surface

L'ARLA utilise les modèles combinés PRZM et EXAMS pour estimer les concentrations de pesticides dans l'eau de surface, et ce, à tous les paliers d'évaluation de l'eau potable. Mis au point par l'EPA, ces modèles sont en usage depuis plusieurs années en Amérique du Nord et en Europe. L'EPA se sert du tandem PRZM-EXAMS dans ses évaluations de palier 2. Ces modèles tiennent compte de divers facteurs ayant une influence sur le ruissellement des pesticides dans les eaux de surface à partir des champs, ainsi que de la transformation et de la répartition de ces produits dans les plans d'eau. En outre, ces modèles servent à estimer les CPE tant dans les réservoirs que dans les étangs-réservoirs, à partir de données météorologiques, pédologiques et agricoles d'origine canadienne.

Le modèle PRZM sert à prédire la concentration du pesticide dissous dans l'eau de ruissellement et entraîné avec les particules de sol transportées du champ traité jusque dans un plan d'eau contigu. Les caractéristiques du pesticide (propriétés physico-chimiques, demi-vie de transformation et mobilité), les renseignements sur l'utilisation du pesticide (dose d'application, fréquence, calendrier de traitement), sur la croissance des cultures et sur le site en question (propriétés pédologiques, topographie locale, conditions hydrologiques et pratiques agricoles) ainsi que les données météorologiques, constituent les paramètres d'entrée du modèle. Aux États-Unis, le Environmental Model Validation Task Force (groupe de travail sur la validation des modèles environnementaux) en vertu de la *Federal Insecticide, Fungicide and Rotenticide Act* (FIFRA) est parvenu à la conclusion que les simulations produites au moyen du PRZM avec des paramètres d'entrée conformes à la réalité donnaient des résultats de l'ordre de grandeur des données mesurées (Jones et Russell, 2001).

Le modèle EXAMS sert à simuler le devenir du pesticide dans l'environnement et les processus affectant son déplacement lorsqu'il atteint un plan d'eau. Ces processus sont notamment la volatilisation, la sorption, l'hydrolyse, la biotransformation et la photolyse du pesticide. Outre les paramètres définissant ces processus, le modèle est aussi alimenté par des données sur les caractéristiques limnologiques et physiques du plan d'eau et des données météorologiques.

Dans le cadre d'une évaluation de l'eau potable de palier 1, les simulations produites par le tandem PRZM-EXAMS portant sur plusieurs années sont effectuées pour les scénarios agricoles avec des plans d'eau appropriés (sections 3.1 et 3.2.2). À partir de ces simulations, l'ARLA choisit les scénarios (pour le réservoir et l'étang-réservoir) qui produisent les plus fortes concentrations de pesticides. Alors que les scénarios sont représentatifs de valeurs réelles relatives aux sols, aux conditions météorologiques, à la croissance végétale et aux pratiques culturales, l'évaluation de palier 1 utilise plutôt des valeurs prudentes relatives aux caractéristiques du devenir du pesticide (lorsque de nombreuses valeurs existent) et des renseignements sur son application. Ce n'est que dans le cadre de l'évaluation de l'eau de surface de palier 2 que l'Agence utilise une démarche

spécifique au pesticide à l'étude, qui lui permet notamment de choisir des paramètres d'entrée qui représentent avec plus de fidélité le profil d'emploi du produit chimique en question, de sélectionner certains scénarios qui reflètent les utilisations actuelles ou proposées du pesticide, d'utiliser des données valides de surveillance et sur le pourcentage de surface cultivée et d'exiger du titulaire d'homologation des études additionnelles.

Les simulations faites au moyen du tandem PRZM-EXAMS peuvent donner des résultats exprimés sous différentes formes. L'ARLA se sert actuellement de la valeur correspondant au 90^{e} centile des maximums annuels de concentration quotidienne sur une période de dix ans pour représenter l'exposition aiguë et de la valeur correspondant au 90^{e} centile de la concentration annuelle moyenne pour représenter l'exposition chronique.

3.2.2 Choix d'un plan d'eau récepteur

Les sources d'approvisionnement de surface en eau potable sont les plans d'eau naturels, comme les rivières et les lacs, et les réservoirs et étangs artificiels (Reedyk et al., 2000; Prairie Water News, 2002; Jones et al., 1998). Le choix d'un plan d'eau récepteur approprié aux modèles dépend avant tout de ce que l'on considère comme source d'approvisionnement de surface susceptible d'être contaminée par les pesticides au Canada. Par exemple, un plan d'eau de petite dimension dans un secteur présentant un potentiel élevé de ruissellement et où l'on emploie beaucoup de pesticides pourrait être plus exposé à la contamination qu'un plan d'eau de grande superficie dans un secteur non propice au ruissellement et où l'on emploie peu de pesticides.

On applique présentement deux scénarios hydrométriques à l'estimation des concentrations des pesticides dues au ruissellement dans les sources d'approvisionnement de surface en eau potable : 1) le scénario fondé sur un réservoir, représentatif de la source d'approvisionnement des petites municipalités; 2) le scénario fondé sur un étang-réservoir agricole représentatif de ceux utilisés dans les Prairies canadiennes. On considère que ces deux scénarios hydrométriques représentent des types de réservoirs particulièrement exposés à la contamination issue des pratiques agricoles locales. L'Agence pourrait éventuellement ajouter d'autres scénarios, mais pour le moment, la modélisation se limite à ces deux scénarios.

En 1998, l'EPA a compilé une liste de 82 réservoirs susceptibles de servir à la modélisation et, de cette liste, l'organisme a choisi le réservoir Shipman de l'État de l'Illinois à titre de réservoir d'eau potable de référence. En effet, le réservoir Shipman est représentatif d'un grand nombre de réservoirs du centre du Midwest américain qui sont exposés à la contamination par des pesticides et il existe pour ce réservoir des données de surveillance appropriées (EPA, 1999). Un programme de surveillance de l'EPA[5] a classé le réservoir Shipman en 8^{e} position sur 175 plans d'eau en ce qui a trait à la concentration

[5] Ces sites comprennent des réservoirs, des lacs et des cours d'eau (EPA, 1999).

d'atrazine mesurée dans l'eau, indiquant que ce réservoir est bel et bien un plan d'eau susceptible à la contamination par les pesticides. En reprenant la démarche américaine, l'ARLA a entrepris un examen de la base de données Municipal (Water) Use Database (MUD) (Environnement Canada, 1999) afin d'identifier les sources d'approvisionnement en eau potable des municipalités situées dans certaines des principales régions agricoles du Canada (Ontario, Manitoba, Saskatchewan et Alberta). L'évaluation des sources d'eau potable s'est faite selon les critères suivants :

1) Le plan d'eau devait avoir une capacité ou un volume suffisamment restreint pour permettre une bonne modélisation à l'aide des modèles PRZM-EXAMS;

2) Le réservoir ou le lac devait être situé au sein d'un réseau hydrographique où l'agriculture prévaut.

On recherchait en outre un plan d'eau pour lequel existait un programme de surveillance et des antécédents de détection des pesticides. Bien qu'il existe au Canada plusieurs plans d'eau ayant les dimensions requises et localisés dans des régions principalement agricoles, aucun d'entre eux n'avait de programme adéquat de surveillance de la contamination par les pesticides. Le réservoir Shipman présentant tous les renseignements physiques requis pour la modélisation, l'ARLA a décidé d'adopter les dimensions de ce réservoir (superficie du réservoir et superficie du bassin hydrographique) pour alimenter le tandem PRZM–EXAMS. On considère que le choix de ce réservoir est une solution provisoire, d'ici à ce qu'on trouve un réservoir en sol canadien qui soit plus représentatif. On juge que cette solution provisoire est acceptable car, mises à part les dimensions du réservoir et du bassin hydrographique, d'autres renseignements sont d'origine canadienne et propres aux sites en question, comme les données météorologiques, pédologiques, hydrologiques et les données sur les cultures; ils sont représentatifs des régions canadiennes modélisées et non de celle de Shipman en Illinois.

Pour l'estimation des concentrations de pesticides utilisés dans les provinces des Prairies, l'ARLA se sert, en plus du scénario du réservoir, d'un scénario avec un étang-réservoir. L'Agence estime que les étangs-réservoirs sont une deuxième source d'eau potable potentiellement vulnérable à la contamination, car ils sont utilisés comme source d'approvisionnement domestique, notamment pour la consommation, et ils sont souvent situés près des champs traités avec des pesticides (Prairie Water News, 2002).

Les rivières et les ruisseaux sont aussi des sources d'eau potable pouvant être exposées au ruissellement des pesticides. Toutefois, l'ARLA ne compte pas concevoir de scénarios différents pour les rivières et les ruisseaux en tant que sources d'eau potable, car le scénario du réservoir de référence est considéré comme représentant l'exposition la plus importante en ce qui a trait à l'eau de surface en général.

3.3 Eau souterraine

3.3.1 Choix d'un modèle approprié pour l'eau souterraine

L'ARLA a évalué cinq modèles informatisés qui simulent le lessivage dans le sol pour voir s'ils convenaient à l'estimation des CPE dans l'eau souterraine, soit les modèles MACRO, LEACHM, *Screening Concentration in Groundwater* (SCI-GROW), *Pesticide Transport Model* (PESTAN) et *Pesticide Root Zone Model/Vardose Zone Flow and Transport Model* (PRZM/VADOFT). Ces modèles devaient respecter quatre exigences fondamentales en matière de modélisation du lessivage dans le sol :

- on devait pouvoir accéder au code source du modèle pour le modifier au besoin;
- le modèle devait permettre l'évaluation de différentes conditions environnementales (comme le climat et le sol);
- les paramètres d'entrée du modèle devaient être semblables aux données déjà présentées à l'Agence;
- le modèle devait être convivial.

Des modèles examinés, seul le modèle LEACHM respectait ces quatre exigences et l'Agence a donc choisi de l'utiliser pour modéliser le lessivage dans l'eau souterraine, et ce, à tous les paliers d'évaluation de l'eau potable.

Le modèle LEACHM est constitué d'une série de modèles qui simulent le déplacement et le devenir de l'eau et des substances chimiques dans un profil pédologique (Hutson, 2003). Développé progressivement au cours des dernières décennies, le modèle LEACHM a fait l'objet de mises à jour périodiques et de révisions basées sur des essais, évaluations et rétroactions de pédologues du monde entier. La version actuelle de ce modèle, son code source et le guide de l'utilisateur sont accessibles au public (http://www.scieng.flinders.edu.au/cpes/people/hutson_j/leachweb.html).

De nombreux chercheurs ont évalué la performance du modèle LEACHM en regard de données expérimentales et de données de terrain provenant de divers pays. Au Canada, on a utilisé des études effectuées sur le terrain et en laboratoire pour tester et étalonner le modèle LEACHM (Reynolds et al., 1994; de Jong et al., 1994; Smith et al., 1995). En général, le modèle LEACHM a fourni d'excellentes prédictions du contenu en eau et de la charge hydraulique des profils pédologiques et des prédictions allant de bonnes à passables en ce qui a trait aux déplacements des produits chimiques dans ces profils. Les prédictions du modèle se sont avérées bonnes comparativement aux résultats d'une enquête sur la qualité de l'eau souterraine effectuée dans le sud de l'Ontario (Agriculture Canada, 1992). L'ARLA a aussi entrepris d'évaluer la capacité du modèle LEACHM de simuler le devenir et le déplacement de divers pesticides et d'un traceur. Dans le cadre de ces essais, on a comparé les concentrations simulées du pesticide à celles obtenues dans le cadre d'une étude de terrain détaillée sur le devenir et le déplacement du pesticide effectuée aux Pays-Bas (Boesten et van der Pas, 1999). Cette série de données exhaustives a d'ailleurs servi à divers chercheurs (Vanclooster et Boesten, 2000;

Tiktak, 2000). Les résultats des études canadiennes et de l'évaluation interne de l'ARLA ont donné à entendre que le modèle LEACHM était efficace pour prédire tant le mouvement du pesticide que la quantité de ce dernier dans un profil pédologique.

Comme c'est le cas avec le tandem PRZM–EXAMS, les paramètres d'entrée de la version pesticide du modèle LEACHM comprennent des renseignements sur les propriétés physicochimiques propres au pesticide à l'étude, des caractéristiques quant à son devenir, les propriétés pédologiques et les données météorologiques (précipitations et température) du site en question, les renseignements relatifs à l'utilisation du pesticide et, au besoin, des données propres à la culture. Le modèle simule le mouvement de l'eau et du pesticide dans le sol pendant une ou plusieurs saisons de croissance.

3.3.2 Méthode pour calculer les CPE dans les eaux souterraines

L'ARLA estime les CPE dans les gisements d'eau souterraine considérés comme vulnérables à la contamination par les pesticides. C'est dans la nappe phréatique peu profonde que l'on retrouve habituellement les plus fortes concentrations de pesticides lessivés dans le sol. À un niveau plus profond, les pesticides ont séjourné plus longtemps dans le milieu et ont pu être soumis davantage aux processus physiques, chimiques et biologiques comme la dilution, la dispersion et la dégradation qui sont autant d'occasions d'atténuation de leur concentration. L'eau potable souterraine destinée à la consommation provient toutefois des deux profondeurs de la nappe phréatique (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2000; Rudolph et Goss, 1993; Agriculture Canada, 1992; Fleming, 1992). L'Agence considère cependant que les estimations des concentrations de pesticides provenant de la nappe phréatique peu profonde protègent toutes les sources possibles d'eau potable souterraine.

Pour l'évaluation de l'eau souterraine de palier 1, l'ARLA effectue des simulations sur plusieurs années à l'aide du modèle LEACHM en fonction des scénarios décrits à la section 3.1, qui sont représentatifs des différentes régions géographiques canadiennes où l'activité agricole est importante. De ces simulations, l'Agence choisit le scénario qui produit la plus forte concentration de pesticide. Alors que les scénarios sont représentatifs de valeurs réelles relatives aux sols et aux conditions météorologiques de chacune des régions agricoles, l'évaluation de palier 1 se sert plutôt de valeurs prudentes relatives aux caractéristiques du devenir du pesticide (lorsque de nombreuses valeurs existent) et des doses maximales d'application. Comme c'est le cas pour l'eau de surface, ce n'est que dans le cadre de l'évaluation de palier 2 que l'Agence utilise une démarche spécifique au pesticide à l'étude. Lors de l'évaluation de l'eau souterraine de palier 2, l'Agence peut notamment choisir des paramètres d'entrée qui représentent avec plus de fidélité le profil d'emploi du produit chimique en question, elle peut sélectionner seulement certains scénarios qui reflètent les utilisations actuelles ou proposées du pesticide, tenir compte des données de surveillance et demander au titulaire d'homologation d'effectuer des études additionnelles.

Les résultats produits par le modèle LEACHM comprennent la distribution des concentrations de pesticide dans le profil du sol et l'écoulement d'eau et de pesticide à travers une zone précise, comme le niveau supérieur de la nappe phréatique. Ces résultats serviront à estimer les CPE dans l'eau souterraine.

L'ARLA a étudié deux méthodes de calcul des CPE dans les eaux souterraines : la méthode des moyennes en fonction de la profondeur et la méthode des moyennes en fonction du débit. Ces méthodes, toutes deux utilisées en Europe à des fins réglementaires, reposent sur l'hypothèse que l'eau souterraine située au niveau supérieur de la nappe phréatique est susceptible d'être exposée à des sources diffuses de contamination (comme les pesticides).

La méthode des moyennes en fonction de la profondeur, employée notamment dans le processus d'homologation en vigueur au Pays-Bas (Tiktak et al., 2000), établit la moyenne des concentrations du pesticide à l'étude dans le premier mètre sous le niveau supérieur de la nappe phréatique. On obtient ainsi une concentration moyenne en fonction de la profondeur, soit la moyenne des concentrations dans un certain nombre de couches de sol adjacentes. La méthode des moyennes en fonction du débit estime la concentration moyenne en divisant le débit massique du pesticide, dans une zone déterminée pendant une durée déterminée, par le débit volumétrique de l'eau dans cette même zone pendant la même période de temps. Cette deuxième méthode est celle préconisée par le groupe *Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and Their Use* (FOCUS) et utilisée dans le cadre du processus d'homologation en UE. Pour être en mesure d'effectuer des comparaisons, le groupe FOCUS a recommandé que tous les modèles utilisés en UE pour fins d'homologation précisent les concentrations selon les moyennes en fonction du débit, à une profondeur de un mètre (FOCUS, 2002). Les deux méthodes estiment les concentrations de pesticide dans l'eau souterraine peu profonde et, probablement, dans les sources d'eau souterraine servant à l'approvisionnement en eau potable.

L'ARLA a comparé ces deux méthodes pour calculer les CPE dans la nappe phréatique à l'aide des résultats obtenus par les simulations du modèle LEACHM. L'évaluation indique que les deux méthodes produisent des résultats similaires pour les scénarios classiques simulés. Théoriquement, la méthode fondée sur les moyennes en fonction du débit est préférable puisque, contrairement à la méthode basée sur la profondeur, elle préserve le bilan massique (en tenant compte de toute la masse de pesticide qui traverse le niveau supérieur de la nappe phréatique), ce que ne fait pas l'autre méthode. En outre, la méthode des moyennes en fonction du débit offre des avantages sur le plan informatique, car les fichiers de sortie sont plus petits. L'ARLA a donc opté pour la méthode des moyennes en fonction du débit, d'après les considérations théoriques que l'on sait et ses aspects pratiques sur le plan informatique.

3.4 Utilisation de données de surveillance

Pour toute évaluation de l'eau potable, l'ARLA utilise les données de surveillance disponibles et qui conviennent au pesticide homologué à l'étude. L'Agence préférerait des données de surveillance valides à des estimations des concentrations de pesticides dans l'eau potable produites par des modèles hydrométriques. Cependant, dans le cas des nouveaux produits chimiques, il n'existe habituellement pas de données de surveillance. Dans de tels cas, si des données de surveillance se révélaient être essentielles à la tenue d'une évaluation plus précise de l'exposition, on exigerait des titulaires qu'ils effectuent des études sur le terrain. La majorité des études et des données de surveillance disponibles portent probablement sur des pesticides qui sont sur le marché depuis quelque temps déjà. On s'attend à ce que la qualité et la quantité de données produites par ces études de surveillance varient considérablement d'une étude à l'autre et aussi en fonction des renseignements contextuels décrits ci-après.

Au moment d'évaluer, de caractériser et d'interpréter les données de surveillance relatives à l'eau, l'ARLA tente de recueillir le plus de renseignements aisément disponibles sur la conception des études. Cela inclut des renseignements sur la façon dont les échantillons ont été prélevés et analysés, sur la raison de leur prélèvement, ainsi que sur l'endroit et le moment où ils ont été prélevés. Lorsqu'elle évalue la qualité des données de surveillance, l'Agence doit tenir compte des conditions d'ordre chronologique et spatial dans lesquelles la surveillance s'est effectuée. L'Agence se demande notamment si les données proviennent de régions où le pesticide à l'étude est employé. Elle se penche aussi sur le rapport entre les périodes d'application du pesticide et les dates de prélèvement des échantillons. Elle tient compte d'autres données secondaires, comme des données météorologiques exactes, des données hydrologiques (étendue et nature de la masse d'eau réceptrice, profondeur de la nappe phréatique), ainsi que des données géochimiques et géophysiques (topographie, caractérisation des sols).

Le degré de variabilité et l'incertitude associés aux données canadiennes de surveillance existantes font que l'utilisation de telles données dans le calcul de la CPE pose parfois un défi. Les concentrations signalées peuvent varier considérablement au cours d'une période de temps dans un même endroit ou d'un secteur à un autre. Si on ne détient pas de renseignements spécifiques relativement à l'historique d'utilisation du pesticide à l'étude dans la région où les prélèvements ont été effectués, il est très difficile de bien comprendre les raisons à l'origine de ces écarts. De plus, l'ARLA n'est pas toujours en mesure de déterminer si des échantillons proviennent de sources d'eau potable potentielles ou de sources qui seraient représentatives de telles sources d'approvisionnement en eau potable. Les études de surveillance ont souvent une fréquence d'échantillonnage insuffisante pour permettre la détermination des pics de concentration. Les périodes où les concentrations de pesticides sont maximales sont, de par leur nature, très brèves et bon nombre d'études procèdent à l'échantillonnage sur une base trimestrielle ou mensuelle, ce qui donne peu de chance d'effectuer un prélèvement pendant la période du pic de concentration.

L'interprétation des résultats d'études comprenant un nombre élevé d'échantillons sans résidus (c.-à-d. « sans détection ») cause des difficultés additionnelles. Les cas de non détection peuvent indiquer que le pesticide à l'origine de préoccupations n'atteint pas une source d'approvisionnement en eau potable. Toutefois, les cas de non détection peuvent aussi apparaître lorsque les échantillons sont prélevés dans des secteurs où le pesticide à l'étude n'est pas appliqué, à des moments où le pesticide n'est pas utilisé ou encore (dans le cas de lessivage dans l'eau souterraine) lorsque les échantillons sont prélevés de l'eau souterraine avant que la dégradation du pesticide dans la nappe phréatique n'ait lieu. Les limites des méthodes analytiques peuvent aussi causer des cas de non détection (c.-à-d. que le pesticide peut être présent dans l'eau, mais à une concentration inférieure à la limite de détection (LD) de la méthode d'analyse ou encore que la méthode utilisée peut ne pas convenir à l'analyse de certains composés chimiques).

Pour ces raisons, l'ARLA doit tenir compte de ces facteurs lorsqu'elle interprète les cas de non détection dans les séries de données de surveillance. Il arrive souvent que l'Agence ne détienne pas de données suffisantes pour vérifier si les cas de non détection provenaient de secteurs ou le pesticide est vraiment utilisé et il lui est donc difficile de conclure que le pesticide, lorsqu'il est utilisé, n'atteint pas en fait la nappe phréatique assez souvent pour être à l'origine de préoccupations. Par conséquent, l'ARLA attribuera, lorsqu'elle le jugera pertinent, une valeur équivalant à la moitié de la LD aux cas de non détection d'une série de données. Cela peut survenir 1) lorsque l'on constate des cas de non détection dans une série de données contenant au moins un cas de détection du pesticide à l'étude ou 2) lorsqu'une série de données présente des cas de non détection du pesticide mais où on a déterminé que la matière active en question peut être employée à l'intérieur du bassin hydrographique échantillonné et qu'il existe des probabilités de contamination de plans d'eau. L'EPA a utilisé cette approche pour la réévaluation de plusieurs pesticides, dont le diazinon et le triallate (http://www.epa.gov/pesticides/op/diazinon/water.pdf et http://www.epa.gov/oppsrrd1/reregistration/triallate/triallate.efed.red.pdf). Cette façon de procéder permet de protéger les sources d'approvisionnement en eau potable susceptibles de capter les résidus de pesticides en quantités trop minimes pour être mesurées.

Malgré le défi présenté par leur analyse et leur interprétation, l'ARLA, lorsqu'elle disposera de données de surveillance valides, s'en servira pour fonder ses décisions relativement à la concentration prévue d'un pesticide dans l'eau potable. Dans le cadre de l'évaluation globale du risque, l'Agence tient toujours compte des données de surveillance qui sont limitées en termes de distribution spatiale et chronologique, mais l'importance accordée à ces données varie selon les circonstances. Ainsi, lorsque des données de surveillance de qualité marginale révèlent constamment des estimations de concentration supérieures à celles prédites par les modèles d'exposition, l'Agence accordera alors plus d'importance à ces données que si elles avaient donné une série d'échantillons sans détection.

Dans l'ensemble, pour les sources d'approvisionnement en eau potable au Canada, on constate la rareté des données de surveillance des pesticides qui contiennent des données temporelles et spatiales auxiliaires adéquates. Les évaluations du risque produites par l'ARLA se trouveraient améliorées si des programmes de surveillance incluant ces données auxiliaires étaient mis en place. C'est pourquoi l'Agence tente à différents niveaux de combler ces lacunes et de se procurer davantage de données de qualité sur les concentrations de pesticides dans les sources d'eau potable. La coopération avec d'autres organismes réglementaires fédéraux, provinciaux, territoriaux et municipaux constituera un important volet de cette démarche.

3.5 Facteur à prendre en compte : le traitement de l'eau

Le degré de traitement de l'eau potable avant sa consommation varie considérablement au Canada. Les propriétaires de puits privés consomment souvent l'eau non traitée. De nombreuses municipalités emploient au moins un système de base de coagulation, de filtration et de désinfection. D'autres peuvent ajouter des étapes, comme l'adsorption sur charbon actif. De plus, la population canadienne peut traiter davantage son eau potable en installant des systèmes commerciaux de purification domestique de l'eau. On sait que différents systèmes de traitement de l'eau éliminent certaines classes de pesticides plus efficacement que d'autres (EPA, 2001; Miltner et al., 1989; Baier et al., 1987; Clark et al., 1988). Cependant, compte tenu des degrés divers de traitement de l'eau et des variations de l'efficacité d'extraction des pesticides des différentes technologies de traitement, l'ARLA a choisi de ne pas tenir compte de l'extraction des pesticides par le traitement de l'eau lorsqu'elle procède à l'évaluation de la concentration des pesticides dans l'eau potable. Par conséquent, dans ses estimations des concentrations de pesticides servant aux évaluations du risque alimentaire, l'Agence ne tiendra pas compte des effets du traitement de l'eau.

4.0 Comment intégrer les CPE à une évaluation du risque

Lorsque l'Agence produit des estimations des concentrations de pesticides dans l'eau potable, elle les compare ensuite avec les NCEP. Si les CPE sont inférieures à ces niveaux, l'ARLA conclut avec une certitude raisonnable que les résidus de pesticides dans l'eau potable, attribuables aux utilisations du moment, se situent sous un seuil de risque jugé préoccupant. L'Agence peut aussi intégrer directement les CPE dans l'évaluation du risque alimentaire. Quelle que soit la démarche choisie entre les NCEP ou l'intégration directe des CPE, il faut souligner que cela n'affecte en rien l'évaluation du risque. Les détails relatifs à cette démarche sont décrits dans le document de principes SPN2003-04 de l'ARLA intitulé *Principes généraux sur l'élaboration des évaluations globales du risque et de l'exposition* (ARLA, 2003).

5.0 Orientations futures

Le processus d'estimation des concentrations de pesticides dans les sources canadiennes d'approvisionnement en eau potable est en évolution. L'Agence est à officialiser les procédures d'évaluation de palier 1 et de palier 2 pour les nouveaux pesticides et les pesticides faisant l'objet d'une réévaluation. L'Agence poursuit ses efforts en vue d'améliorer encore davantage le processus d'estimation des concentrations de pesticides dans l'eau potable. Elle compte notamment :

- effectuer des analyses de sensibilité des modèles appliqués à l'eau de surface et à l'eau souterraine, afin de cerner les principaux facteurs qui influencent les CPE dans les sources d'eau potable. Les résultats de ces analyses contribueront à la mise au point de techniques de modélisation que l'on utilisera dans le cadre de l'évaluation de palier 2.

- mettre à jour les scénarios agricoles en vigueur et en créer de nouveaux au besoin.

- poursuivre ses recherches pour trouver un équivalent canadien au réservoir Shipman, pour s'en servir comme référence dans les modèles appliqués à l'eau de surface.

- explorer les possibilités de recueillir des données nationales de surveillance de qualité, de concert avec les provinces, les territoires, les municipalités et d'autres ministères fédéraux.

- évaluer l'effet du traitement de l'eau sur la formation de métabolites toxiques.

- Le traitement de l'eau peut provoquer une dégradation toxique de produits pouvant persister dans l'eau potable traitée. Par exemple, la chloration des composés organophosphorés peut mener à la formation d'oxon, qui peut s'avérer beaucoup plus toxique que le composé d'origine. Présentement, on ne connaît pas le degré de formation d'oxon par chloration (EPA, 2001) ni la persistance de ces composés après leur formation. Compte tenu de ces préoccupations, l'ARLA examinera l'effet du traitement de l'eau sur la formation de métabolites toxiques.

- poursuivre le développement de techniques probabilistes pour l'évaluation du risque, puisque l'Agence passe d'une démarche déterministe à une approche probabiliste. L'ARLA étudiera la possibilité de modifier les modèles ou d'en adopter de nouveaux afin de produire des résultats pouvant servir aux évaluations probabilistes du risque. Elle examinera aussi de quelle manière les résultats des modélisations actuelles de l'eau peuvent être adaptés et intégrés à une évaluation probabiliste de l'exposition aux pesticides.

- surveiller et évaluer les nouvelles démarches ou celles qui sont modifiées et employées par d'autres organismes de réglementation, comme l'EPA et l'UE. La démarche de l'ARLA en ce qui a trait à la modélisation de l'eau de surface est semblable à celle utilisée par l'EPA dans son évaluation de palier 2. L'Agence évaluera toutefois les améliorations apportées aux modèles utilisés ailleurs dans le monde, s'il y a lieu.

Liste des abréviations

ARLA	Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
CPE	concentration prévue dans l'environnement
EPA	United States Environmental Protection Agency
É.-U.	États-Unis
EXAMS	Exposure Analysis Modelling System
EXPRES	Expert System for Pesticide Regulatory Evaluation Simulations
FIFRA	*Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act*
FOCUS	Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and their Use
K_{co}	coefficient d'adsorption (établit un lien entre Kd et la teneur en matière organique de l'échantillon de sol)
K_d	coefficient d'adsorption (rapport de la concentration dans le sol à celle de la phase aqueuse dans les conditions d'essai)
LD	limite de détection
LEACHM	Leaching Estimation and Chemistry Model
MUD	Municipal (Water) Use Database
NCEP	niveau de comparaison pour l'eau potable
PESTAN	Pesticide Transport Model
PRZM	Pesticide Root Zone Model
SCI-GROW	Screening Concentration in Groundwater
UE	Union européenne
VADOFT	Vardose Zone Flow and Transport Model

Références

Agriculture Canada. 1992. *Enquête sur la qualité des eaux souterraines dans les fermes de l'Ontario - Hiver 1991-1992*, Projet fédéral-provincial pour un environnement durable, Direction générale de la recherche, Agriculture Canada, 152 p.

ARLA. 2003. *Principes généraux sur l'élaboration des évaluations globales du risque et de l'exposition*, Document de principes SPN2003-04 (http://www.hc-sc.gc.ca/pmra-arla/francais/pdf/spn/spn2003-04-f.pdf).

Baier, J.H., B.W. Lykins Jr., C.A. Fronk et S.J. Kramer. 1987. « Using Reverse Osmosis to Remove Agricultural Chemicals from Groundwater », *American Water Works Association*, vol. 79, p. 55-60.

Boesten, J.J.T.I. et L.J.T. van der Pas. 1999. *Movement of Water, Bromide Ion and the Pesticides Ethoprophos and Bentazone Measured in a Sandy Soil in Vredepeel (The Netherlands)*, Report 122, DLO Winand Staring Centre, Wageningen (The Netherlands), 97 p.

Clark, R.M., C.A. Fronk et B.W. Lykins Jr. 1988. « Removing Organic Contaminants from Groundwater », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 22, n° 10, p.1126-1130.

Directive du Conseil 98/83/CE du 3 novembre 1998 relative à la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine, *Journal officiel*, L 330, 05/12/1998, p. 0032-0054.

de Jong, R., W.D. Reynolds, S.R. Vieira et R.S. Clemente. 1994. *Predicting Pesticide Migration Through Soils of the Great Lakes Basin*. Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa, Ontario, contribution du CRTRB N° 94-70, 24 p.

Environnement Canada, 1999. Base de données *Municipal (Water) Use Database* (MUD). http://www.ec.gc.ca/water/fr/manage/data/F_MUDDes.htm

EPA. Office of Pesticide Programs. 1999. *Estimating the Drinking Water Component of a Dietary Exposure Assessment*. 2 novembre 1999, 44 p. http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-PEST/1999/November/Day-10/6044.pdf

EPA. Office of Pesticide Programs. 2001. *The Incorporation of Water Treatment Effects on Pesticide Removal and Transformations in Food Quality Protection Act (FQPA) Drinking Water Assessments*. 25 octobre 2001, 50 p. http://www.epa.gov/pesticides/trac/science/water_treatment.pdf

Hutson, John L. 2003. *Leaching Estimation and Chemistry Model. Model description and User's Guide*, School of Chemistry, Physics and Earth Sciences, The Flinders University of South Australia, Adelaide, janvier 2003, 142 p.

FOCUS. 1995. *Leaching models and EU registration*. The Final Report of the Work of the Regulatory Modelling Work Group of FOCUS (Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and Their Use). DOC. 4952/VI/95. 124 p.

FOCUS. 1997. *Surface Water Models and EU Registration of Plant Protection Products*. Final Report of the Work of the Regulatory Modelling Working Group on Surface Water Models of FOCUS (Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and Their Use). 231 p.

FOCUS. 2000. *Focus Groundwater Scenarios in the EU Review of Active Substances*. The Report of the Work of the Groundwater Scenarios Workgroup of Focus (Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and Their Use). Sanco/321/2000 rev. 2., 202 p.

FOCUS. 2002. *Generic Guidance for FOCUS Groundwater Scenarios*. Report of the Work of the Groundwater Scenarios Workgroup of FOCUS (Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and Their Use), version 1.1, avril 2002, 61 p.

Jones, R. L. et M. H. Russell. 2001. *FIFRA Environmental Model Validation Task Force. Final Report*, American Crop Protection Association, Washington, 768 p.

Jones G., S. Gurbney et D. Rocan. 1998. *Water Quality In Farm and Recreational Surface Water Supplies of Southwestern Manitoba, 1995 Sampling Results*. Rapport 98-05.

Miltner, R.J., D.B. Baker, T.F. Speth et C.A. Franks. 1989. *Treatment of Seasonal Pesticides in Surface Waters*, American Water Works Association, vol. 81, p 43-52.

Mutch, J.P., A.S. Crowe et O. Resler. 1993. *EXPRES: An Expert System for Assessing the Fate of Pesticides in the Subsurface – Users' manual*, série scientifique N° 201. Institut national de recherches sur les eaux, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario. 138 p.

Prairie Water News. 2002. *Quality Farm Dugouts*, 124 p.

Reedyk, S., M. Tenove, D.A. Kiely et D.A. Fitzgerald. 2000. *Northern Alberta Dugout Water Quality Survey*, Canada-Alberta Environmental Sustainable Agriculture Agreement. Rapport final.

Reynolds, W.D., R. de Jong, S.R. Vieira et R.S. Clemente. 1994. *Methodology for Predicting Agrochemical Contamination of Ground Water Resources*. Programme d'évaluation de la qualité des sols, rapport technique 4, Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa, Ontario, 51 p.

Smith, W.N., W.D. Reynolds, R. de Jong, R.S. Clemente et E. Topp. 1995. « Water Flow through Intact Soil Columns: Measurement and Simulation Using LEACHM », *J. Environ. Qual.*, vol. 24, p. 874-881.

Tiktak, A., F. Van den Berg, J.J.T.I. Boesten, D. Van Kraalingen, M. Leistra et A.M.A. van der Linden. 2000. *Manual of FOCUS PEARL version 1.1.1,* RIVM report 711401 008, Alterra report 28, 144 p.

Tiktak, A. 2000. « Application of Pesticide Leaching Models to the Vredepeel Dataset: Ii Pesticide Fate. », *Agricultural Water Management*, vol. 44, numéros 1-3, p. 119-134.

Vanclooster, M. et J.J.T.I. Boesten. 2000. « Application of Pesticide Simulation Models to the Vredepeel Dataset: I. Water, Solute and Heat Transport. », *Agricultural Water Management*, vol. 44, numéros 1-3, p. 105-117.